中国生态农业学报 2016 年 8 月 第 24 卷 第 8 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Aug. 2016, 24(8): 1035−1048

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.160570

环渤海低平原农田生态系统养分循环与平衡研究*

张玉铭[1] 孙宏勇[1] 李红军[1] 刘小京[1] 胡春胜[1**] 刘克桐[2] 崔玉玺[3] 张满意[3]

(1. 中国科学院遗传与发育生物学研究所农业资源研究中心 石家庄 050022; 2. 河北省农业厅土壤肥料总站 石家庄 050021; 3. 河北省南皮县农业局 南皮 061500)

摘 要 了解农田养分输入、输出和平衡状况, 以及土壤肥力现状与变化特征, 对实现养分资源优化管理、地力的持续提升、肥料利用率提高和农业可持续发展具有重要意义。基于 1985 年、2000 年和 2014 年河北省南皮县国民经济统计资料, 分析了从 1985 年到 2014 年县域农田生态系统养分循环与平衡状况; 利用 1981 年第 2 次土壤普查和 2015 年实测南皮县域土壤耕层养分含量数据, 探讨了耕层土壤养分变化及空间分布格局特征。结果表明, 1985—2014 年南皮县农田养分输入输出均呈持续上升趋势, NPK 养分输入由 10 701 t 增加至 23 386 t, 年递增率 2.33%; NPK 养分来源结构略有不同, NP 来源以化肥为主, 其次是人畜粪尿和作物秸秆有机肥源; 而 K 素来源主要是有机肥源。农田养分输出以作物吸收为主, 占养分总输出的 80%以上, NPK 总输出由 1985 年的 9 093 t 增加到 2014 年的 18 846 t, 年均增速 2.17%。从养分表观平衡的角度看, 从 1985 年到 2014 年 NP 始终有大量盈余, P 素盈余大于 N 素, N 和 P 表观平衡率分别为 16.8%~34.2%和 26.9%~65.5%; 若考虑有机氮的有效性问题, 1985—2000—2014 年 3 个时段有效氮盈亏率依次为 18.1%、6.5%和−7.8%, 有效氮平衡由盈余转向亏缺; 而 K 素经历了由赤字逐渐向盈余的转变过程, 由 1985 年的−33.5%赤字发展至 2014 年的 33.6%盈余。受农田养分平衡状况的影响, 南皮县土壤有机质、全氮、有效磷发生了显著变化, 1981—2015 年有机质由 8.62 $g \cdot kg^{-1}$ 增至 14.0 $g \cdot kg^{-1}$, 增幅 62.4%; 全氮由 0.542 $g \cdot kg^{-1}$ 增至 0.908 $g \cdot kg^{-1}$, 增幅 67.5%; 有效磷由 2.0 $mg \cdot kg^{-1}$ 增加到 20.8 $mg \cdot kg^{-1}$, 增加了 9.4 倍。而碱解氮和有效钾变化不明显, 分别由 70.5 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 141 $mg \cdot kg^{-1}$ 增加到 71.8 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 147 $mg \cdot kg^{-1}$, 相对增幅仅为 1.8%和 4.2%。建议今后南皮县在农业生产中大力推广科学施肥技术, 重视有机肥和化肥配施, 推广秸秆还田, 通过改进施肥方法提高肥料利用效率; 养分管理中应提倡"稳氮、控磷、补钾"的施肥对策, 避免过多的盈余养分进入环境。

关键词 农田生态系统 土壤肥力 养分循环 养分平衡 施肥技术
中图分类号: S158.5 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2016)08-1035-14

Nutrient cycling and balance in farmland ecosystem in Bohai Lowland Plain*

ZHANG Yuming[1], SUN Hongyong[1], LI Hongjun[1], LIU Xiaojing[1], HU Chunsheng[1**], LIU Ketong[2], CUI Yuxi[3], ZHANG Manyi[3]

(1. Centre for Agricultural Resources Research, Institute of Genetics and Developmental Biology, Chinese Academy of Sciences, Shijiazhuang 050022, China; 2. Central Station for Soil and Fertilizer, Agricultural Department of Hebei Province, Shijiazhuang 050021, China; 3. Nanpi County Agriculture Bureau, Nanpi 061500, China)

Abstract It is important to optimize nutrient management and improve soil fertility and fertilizer use efficiency for

* 国家科技支撑计划项目(2013BAD05B00)、国家重点研发计划专项(2016YFD0300800, 2016YFD0200307)和 2016 年河北省渤海粮仓科技示范工程项目资助
** 通讯作者: 胡春胜, 主要研究方向为农田生态系统碳、氮、水循环及土壤生态过程。E-mail: cshu@ms.sjziam.ac.cn
张玉铭, 研究方向为土壤肥力与生态环境。E-mail: ymzhang@sjziam.ac.cn
收稿日期: 2016−06−02 接受日期: 2016−06−27

* This study was supported by the National Key Technology R&D Program of China (2013BAD05B00), the National Key Research and Development Project of China (2016YFD0300800, 2016YFD0200307), and the Special Program of Bohai Granary Science and Technology Demonstration in Hebei Province.
** Corresponding author, E-mail: cshu@ms.sjziam.ac.cn
Received Jun. 2, 2016; accepted Jun. 27, 2016

sustainable development of agriculture. This can help to understand nutrient input/output and balance in farmland and the state of soil fertility and its change. Based on national economic statistics for Nanpi County for 1985, 2000 and 2014, the state of nutrient cycle and balance in agro-ecosystems was analyzed for the period 1985–2014. The study also explored the state and change characteristics of soil nutrients by comparing data on nutrients in the topsoil in 1981 (when the second national soil survey was conducted) with that in 2015. The results indicated a significant change in nutrient input/output and balance for 1985 through 2014. There was a significant increase in NPK input. Total inputs of N, P and K increased from 10 701 t in 1985 to 23 386 t in 2014, which represented an annual increase of 2.33%. The sources of N, P and K were different, with N and P mainly coming from chemical fertilizers, followed by organic fertilizers such as manure and crop straw. However, K was mainly from organic fertilizers. Nutrient absorption by crops was the main component of nutrient output, accounting for 80% of total nutrient output. NPK output increased from 18 846 t in 1985 to 90 093 t in 2014, with an annual increase of 2.17%. Taking into account apparent nutrient balance, there were huge N and P budget surpluses since 1985. For the period 1985–2014, P surplus (26.9%–65.5%) exceeded N surplus (16.8%–34.2%). Based on the availability of organic N, available N budgets were respectively 18.1%, 6.5% and –7.8% in 1985, 2000 and 2014, which shifted from surplus to deficit conditions. K balance changed from deficit to surplus condition, improving from a deficit of –33.5% in 1985 to a surplus of 33.6% in 2014. Due to the effect of nutrient balance, the contents of soil organic matter, total N and available P significantly changed, respectively increasing from 8.62 g·kg^{-1}, 0.542 g·kg^{-1} and 2.0 mg·kg^{-1} in 1981 to 14.0 g·kg^{-1}, 0.908 g·kg^{-1} and 20.8 mg·kg^{-1} in 2015. The total increases in 2015 over those in 1981 were 62.4%, 67.5% and 9.4 times, respectively. The changes of available N and available K were not very noticeable, increasing from 70.5 mg·kg^{-1} and 141 mg·kg^{-1} in 1985 to 71.8 mg·kg^{-1} and 147 mg·kg^{-1} in 2015, representing total increases of 1.8% and 4.2%, respectively. The measures of increasing soil fertility and fertilizer use efficiency included scientific and rational fertilization, combined application of organic fertilizer and inorganic fertilizer, straw return to soils and improved fertilization methods. Under the current soil fertility and crop planting structure, nutrient management countermeasures was to optimize N dose, to control application of P and to increase application rate of K to limit nutrient surplus in the environment.

Keywords Farmland ecosystem; Soil fertility; Nutrient cycle; Nutrient balance; Fertilization technology

养分循环是生态系统最基本的功能之一[1]，也是实现生态系统养分平衡的基础。农田生态系统养分循环与平衡状况是农田养分管理合理与否的重要表现，也是影响土壤质量、生产力和环境质量的重要过程，是农业、生态和环境科学研究的核心问题[2–4]。研究农田生态系统的养分循环与平衡，加强对养分循环的调控，使养分循环向有利于人类需要的方向发展[5–6]，对实现农业高产稳产高效、保障国家粮食安全、提升耕地土壤质量与农田生态系统的可持续发展具有重要意义。

农田生态系统中养分的输入与输出之间的平衡状态是评价农田养分管理可持续性的重要指标[4,7]，农田土壤养分的收支决定了土壤养分库的盈亏和土壤肥力的发展方向，同时也对环境产生潜在的影响。20 世纪 80 年代以来，我国农田养分平衡总体上 N、P 盈余不断增加，K 的亏缺不断减少[8–11]。在现实农业生产中，土壤养分、肥料等资源利用方面仍存在诸多不合理现象，在一些经济发达地区化肥特别是氮肥投入过量现象普遍存在，导致农田氮素大量盈余，大量活性氮通过各种损失途径进入水体和大气环境，导致地下水硝酸盐污染和湖泊富营养化、温室气体效应等不利影响；而在一些经济欠发达地区农田养分的亏缺导致土壤肥力退化和作物产量下降。鉴于此，杨林章等[12]基于 NPK 在土壤–作物–水体系统中的迁移、转化、损失过程，论述了不同类型区养分循环与平衡对产量、土壤肥力和环境的影响，评价了中国农田生态系统 NPK 养分使用和平衡的时空分布特征及其影响因素。众所周知，通过合理施肥调节农田养分的循环和平衡是提高农田土壤肥力的主要手段，因此，全面了解农田生态系统养分循环特点和平衡状况，并对其盈亏进行正确评价，可以为制定合理的肥料管理对策提供依据。

环渤海低平原作为我国重要的粮仓，如何通过调控该区域农田生态系统养分循环与平衡以提高土壤肥力是一个重要课题。2013 年科技部、中国科学院联合河北、山东、辽宁、天津等省市共同启动了“渤海粮仓”科技示范工程项目，旨在提升中低产田粮食生产能力，保障国家粮食安全。河北省南皮县作为“渤海粮仓”项目的发源地和实施的核心区，已在农田地力提升技术等方面取得显著进展。尽管近 30 多年来农业生产方式及农田生态系统营养物质投入产出状况发生了较大变化，但仍存在农业养分循环再利用水平不高等问题。本文以南皮县为例，基于 1985 年、2000 年和 2014 年国民经济统计资料，及 1981 年第 2 次土壤普查资料和 2015 年以 1.5 km 为步长网格式采样的土壤耕层养分实测数据，分析了

不同时段农田养分循环与平衡的基本特点以及土壤养分变化趋势，并按照鲁如坤等[10–11]提出的农田养分平衡的评价方法和原则对南皮县农田生态系统养分循环与平衡状况进行了评价，以期为预测土壤肥力的发展方向和可能产生的环境影响提供依据，并提出本区域理想的养分综合管理模式。本研究对于环渤海低平原区协调合理施肥与维护土壤环境的关系，实现区域农作物的稳产高产、地力的持续提升、资源的高效利用和生态环境友好的协调发展具有重要意义。

1　材料与方法

1.1　研究地区概况

河北省南皮县位于华北近滨海低平原，地表形态平缓，由西南向东北倾斜，坡降为 1/800~1/2 000，海拔 7~12 m，总土地面积 800 km^2。该县属暖温带半湿润大陆季风气候区，年平均气温 12.3 ℃，冬季寒冷少雪，春季干燥多风，夏季炎热多雨，多年平均降水量为 550 mm，年蒸发量 1 900 mm 左右，≥10 ℃积温 4 232 ℃，年总辐射量 5 592.3 MJ·m^{-2}，无霜期 180 d 左右。淡水资源匮乏，水资源量仅相当于全国人均水平的 15%，微咸水分布较广。土壤属潮土、盐土两类，普通潮土(亚类)占总面积的 76%。历史上土壤盐渍化较为严重，自 20 世纪 90 年代以后区域水盐条件发生极大改善。其农业耕作制度以一年两熟为主，种植冬小麦(*Triticum aestivum*)、夏玉米(*Zea mays*)、棉花(*Gossypium* spp.)和油料[花生(*Arachis hypogaea*)、大豆(*Glycine max*)、油葵(*Helianthus annuus*)]、蔬菜、瓜果等多种作物，以粮、棉种植为主。耕地面积约 44 000 hm^2，棉花约占耕地面积的 1/3，粮作播种面积 50 000 hm^2 左右。小枣(*Ziziphus* sp.)、鸭梨(*Pyrus bretschneideri*)、苹果(*Malus domestica*)等水果栽培有较久历史。

1.2　研究方法

为评价南皮县农田生态系统养分循环与平衡状况，基于 1985 年、2000 年和 2014 年河北省南皮县国民经济统计资料，分析 1985—2014 年县域农田生态系统养分循环与平衡状况；利用 1981 年第 2 次土壤普查资料和 2015 年实测县域土壤耕层养分含量数据，探讨了耕层土壤养分变化及空间分布格局特征。

1.2.1　农田养分输入参数与输入量计算

农田养分输入包括化肥、有机肥、生物固氮、非共生固氮、灌溉和干湿沉降所带入农田的养分。化肥投入养分量来自历年南皮县国民经济统计数据，其中复合肥的 N∶P_2O_5∶K_2O 养分折算比例不同年份有所不同，1985 年按 20%∶75%∶5%折算，2000 年和 2014 年按 32%∶52.8%∶15.2%折算[13]。

有机肥资源主要包括人畜禽粪尿(粪肥)、秸秆还田所带入农田的养分。粪肥是重要农田有机肥源，根据各类畜禽饲养量、人口数、排泄量及粪尿养分含量比例计算粪肥养分输入量，计算方法参照文献[14]。人粪尿按成人数量计算排泄量，人口数×0.85=成人数。牛、羊、驴、母猪等牲畜养殖周期较长，按存栏数计算；肉猪养殖周期 8 个月，家禽(肉蛋混合型)养殖周期半年，均按出栏数计算；按不同系数综合折算畜禽年排泄量；粪肥收集利用率以 50%计[14–15]。秸秆还田所带入养分量为秸秆养分含量[14,16–17]与还田量之积，秸秆产量根据作物产量与草籽比估算。南皮县自 20 世纪 90 年代中后期开始推行秸秆还田措施，研究时段内秸秆还田率依次为：1985 年不还田，2000 年小麦秸秆 80%还田，玉米秸秆 30%还田，2014 年小麦全部还田、玉米秸秆 90%还田。根茬所携带养分量未参与总量计算[10–11]。

豆科作物生物固氮是农田生态系统中 N 素独有的一项重要收入项。南皮县豆科作物以大豆、花生为主，共生固氮量根据大豆、杂豆、花生实际种植面积与单位面积固氮量计算，固氮系数以 95.63 kg·hm^{-2}·a^{-1}计[18]；非共生固氮作用包括异养固氮、根际联合固氮及光合固氮，北方旱地非共生固氮量按 15 kg·hm^{-2}·a^{-1} 计[10,18]。

干湿沉降、灌溉、作物种子等也是农田养分的重要来源，所带入土壤中的养分量根据耕地面积、有效灌溉面积及其相应养分含量估算；湿沉降带入养分量按 N 11.9 kg·hm^{-2}·a^{-1}、P 0.26 kg·hm^{-2}·a^{-1}、K 6.6 kg·hm^{-2}·a^{-1} 计算[10]。养分干湿沉降所带入养分量按化肥和粪肥氨挥发量的 15%计[15,17,19]。

1.2.2　农田养分输出参数与输出量计算

农田养分输出主要包括地上部分作物收获养分量和养分损失量。作物收获养分量根据各种作物的总收获量和作物 NPK 养分含量计算。小麦、玉米草籽比分别为 1.1 和 1.2，花生和薯藤分别取值 0.8 和 0.5，谷子草籽比为 1.6。结合实际调查和文献[10]，棉秸总产量按秸秆皮棉比为 3.25 计。小麦、玉米养分含量参考文献[17]，其他作物养分含量参考文献[14,16]，各种作物养分含量见表 1。

北方平原地区农田养分损失主要为氮素损失，包括化肥和粪肥的氨挥发损失、硝化–反硝化损失以及深层土壤氮素淋溶损失。在此以全县化肥和粪肥输入量与肥料损失率估算养分损失量，氨挥发、反硝化和氮素渗漏淋失的肥料损失率参照文献[15–16]。

表 1 作物籽实和秸秆养分含量
Table 1 Contents of N, P and K in seeds and straws of crops

作物 Crop	草籽比 Straw/grain	籽粒 Grain			秸秆 Straw		
		N (g·kg^{-1})	P (g·kg^{-1})	K (g·kg^{-1})	N (g·kg^{-1})	P (g·kg^{-1})	K (g·kg^{-1})
小麦 Wheat	1.1	20.4	4.5	3.2	6.5	0.8	7.5
玉米 Maize	1.2	12.0	3.7	3.0	9.2	1.5	6.0
棉花 Cotton	1.4	37.0	4.9	9.0	6.0	6.2	7.5
大豆 Soybean	1.6	61.6	5.9	14.8	7.2	0.7	7.4
花生 Peanut	0.8	51.0	5.2	6.8	14.0	2.2	14.1
谷子 Millet	1.6	11.6	1.7	11.7	3.7	0.1	20.7
薯类 Tuberous crops	0.5	2.6	6.7	6.0	14.5	3.0	13.3

1.2.3 土壤养分调查与测试方法

南皮县20世纪80年代初开展第2次(全国)土壤普查，1981—1982 两年内完成土壤调查取样和测试工作，有齐全的历史数据。按变更后乡镇单元计算1981—1982年土壤养分含量均值。2015年玉米收获后小麦播种前，在全县大约以 1.5 km 为步长布点，共采集273个耕层(0~20 cm)土壤样品，采样点位如图1所示。土壤样品经风干研磨后进行养分分析[17]，有机质测定采用硫酸–重铬酸钾容量法，全氮采用半微量凯氏法，碱解氮采用碱解扩散法，有效磷采用碳酸氢钠浸提–钼锑抗比色法，有效钾采用醋酸铵浸提原子吸收法。依据国家和省地土壤养分丰缺指标，进行土壤养分分级。

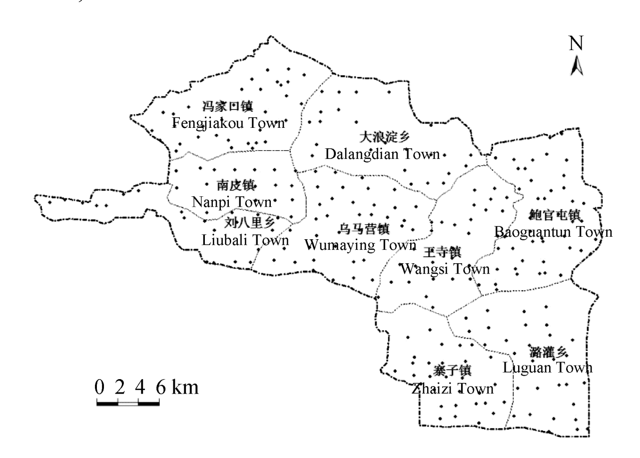


图 1 研究区河北省南皮县乡镇及土壤采样点位分布图
Fig. 1 Distribution map of township and soil sampling points of Nanpi County of the study area

1.2.4 数据处理

所有数据统计描述和分布检验均在Microsoft Excel 2010和SPSS 13.0软件环境下进行。结合全国土壤普查土壤养分分级指标，基于ArcGIS 9.2地理信息系统软件用反距离权重法内插获得土壤养分空间分布图。1981年第2次土壤普查和2015年2个时期土壤养分变化设置3个变化等级[7]：土壤养分含量增加5%以上时为增加，土壤养分含量变化在–5%~5%时为不变，土壤养分含量减少5%以上时为减少。

2 结果与分析

2.1 农田生态系统养分输入、输出与平衡

2.1.1 农田养分输入

南皮县农田养分来源主要包括化肥、人畜粪尿、秸秆、生物固氮、灌溉及干湿沉降和种子，化肥、人畜粪尿和还田秸秆是农田养分的主要来源，通过生物固氮、灌溉、干湿沉降以及播种等途径进入农田的养分在总养分输入中所占比例相对较少(表2)。NPK养分输入量从1985年的10 701 t提高到2014年的23 386 t。N、P、K养分来源结构略有不同，N、P来源以化肥为主，其次是人畜粪尿和作物秸秆有机肥源；而K素来源主要是有机肥源。通过施用化肥输入农田的 N、P 分别占其总输入量的 46.7%~53.9%和 67.5%~78.6%，来自有机肥源的 N、P 仅为17.1%~35.6%和 19.1%~31.2%，即 1985 年以来化肥始终是N、P的主要来源。K素来源结构略有不同，20世纪80年代，由于受到北方土壤不缺K观念的影响，农民普遍不重视对 K 肥的施用，K 素来源以粪肥为主，由畜禽粪尿输入农田的K为58.0%，来自化肥的K仅为10.9%；2000年以后随着秸秆还田技术的推广应用以及多元素复合肥的发展和农民补钾意识的增强，K素来源发生了较大改变，来自化肥和还田秸秆的钾素在总输入中所占比例不断增加，2014 年来自化肥、人畜粪尿、秸秆的K素依次为2 086 t、1 218 t和2 083 t，在总输入K中的占比依次为35.3%、20.6%和35.2%。

随着农业生产水平的提高，化肥投入呈不断增加态势，从1985年至2014年N、P、K化学养分投入总量由5 318 t增加至12 063 t，增长了1.3倍；从增长速度来看，1985—2000年间增长速度高于2000—2014年，1985—2000年化肥NPK投入量增加81.0%,

年递增率为 4.1%；2000 年以后，化肥使用量增速放缓，2014 年较 2000 年增长了 25.3%。化肥 NPK 投入占总养分输入量的 41.5%~51.6%。

人畜粪尿和作物秸秆是南皮县主要的有机肥源，有机养分的投入主要受畜牧养殖业规模和秸秆还田率的影响。20 世纪 80 年代，南皮还未推行秸秆还田策略，有机养分主要来自人畜粪尿，1985 年通过人畜粪尿投入农田有机养分量为 2 432 t，占总养分量的 22.7%；据南皮县国民经济统计资料，1994 年至 2005 年南皮县畜牧养殖业发展强势，2000 年前后大牲畜达 10 万余头，肉猪 9 万余头，家禽超过 200 万余只，畜禽粪尿提供的有机养分成数倍增加，2000 年通过人畜粪尿带入农田的 N、P、K 分别为 4 491 t、573 t 和 3 397 t，与 1985 年相比，分别增加 2.2 倍、2.0 倍和 3.1 倍。20 世纪 90 年代中后期南皮开始实施秸秆还田技术，至 2000 年小麦秸秆还田率为 80%，玉米秸秆为 30%，通过秸秆还田输入农田的有机 NPK 量 1 896 t，占有机养分量的 18.3%，占养分总输入量的 8.1%。2000 年通过人畜粪尿和还田秸秆等有机肥源输入农田的总有机养分为 10 357 t，占总养分输入量的 44.6%，高于化肥养分输入量，是农田养分的主要来源。受市场价格调节，2006 年后畜禽养殖业发展放缓，畜禽存栏量逐渐减少，至 2014 年通过人畜粪尿输入农田的养分量降低至 3 593 t，较 2000 年减少了 57.5%。随着机械化程度的提高，秸秆还田技术得到广泛推广应用，至 2014 年小麦秸秆已全部实现还田，玉米秸秆还田率也达到了 90%，通过秸秆还田途径输入农田的养分量增至 4 811 t，较 2000 年增加 1.5 倍。秸秆直接还田提高了养分循环利用率，秸秆还田带入的钾素占总量的 35.2%，对土壤 K 库的补给和平衡具有重要作用。2014 年通过人畜粪尿和秸秆投入农田的有机养分总量为 8 404 t，占总养分投入量 35.5%。与 2011 年李书田等[20]对华北地区有机肥养分投入占总养分投入比例(35.0%)研究结果一致，略高于河北省有机肥养分投入比例(25.6%)[21]。

除化肥和有机肥外，大气沉降、灌溉、生物固氮等也是农田养分的重要来源，1985—2014 年 3 个时段通过这些途径进入农田的养分总量依次为 2 951 t、3 216 t 和 2 919 t，分别占总输入养分量的 27.6%、13.9%和 12.5%。在农田养分综合管理中，这部分养分不容忽视，亦应充分利用，对化肥用量有一定的替代作用。随着种植业结构的调整，生物固氮对农田氮素的输入贡献发生了较大变化。20 世纪 80 年代，由于南皮县种植业结构中豆科作物如大豆、花生、绿豆、小豆等播种面积较大，占总播面的 14.7%，通过共生固氮输入农田的氮素为 701 t，占总输入氮量的 8.5%；进入 21 世纪后，豆科作物种植面积逐渐减少，通过共生固氮输入农田的氮素亦随之减少，至 2014 年，共生固氮仅为 88 t，较 1985 年减少了 87.4%。

表 2　1985 年、2000 年和 2014 年南皮县农田生态系统养分输入

Table 2　Nutrients input of farmland ecosystem in Nanpi County in 1985, 2000 and 2014　t

养分输入 Nutrient input	1985				2000				2014			
	N	P	K	总量 Total	N	P	K	总量 Total	N	P	K	总量 Total
化肥 Chemical fertilizer	4 380	783	155	5 318	7 065	1 511	1 052	9 628	7 972	2 005	2 086	12 063
人畜粪尿 Human and animal excretion	1 419	190	823	2 432	4 491	573	3 397	8 461	2 073	302	1 218	3 593
秸秆还田 Returned straw	0	0	0	0	898	124	874	1 896	2 382	346	2 083	4 811
灌溉水 Irrigation	379	9	126	514	650	16	217	883	704	17	235	956
湿沉降 Precipitation	566	12	314	892	533	12	296	841	524	11	290	825
干沉降 Dry deposition	229			229	468			468	393			393
共生固氮 Symbiotic nitrogen fixation	701			701	404			404	88			88
非共生固氮 Nonsymbiotic nitrogen fixation	603			603	609			609	646			646
种子 Seed	8.7	1.7	1.7	12.1	8.5	1.8	1.6	11.9	7.7	1.7	1.5	10.9
合计 Total	8 285	996	1 420	10 701	15 127	2 237	5 837	23 201	14 789	2 683	5 914	23 386

营养物质的输入，对促进农田生态系统内部的物质循环、维持土壤肥力、提高农田生产力水平具有重要作用。合理的养分结构是农业获得高产稳产、保持和提高土壤肥力的基础。1985 年、2000 年和 2014 年 3 个时段养分投入 N∶P_2O_5∶K_2O 比例依次为 1∶0.27∶0.20、1∶0.33∶0.46 和 1∶0.41∶0.48，PK 所占比例有逐年增加的趋势。据李书田等[20]报道，粮食作物合理氮磷钾比例为 1∶0.3~0.4∶0.4~0.5。由此可见，南皮 NPK 养分投入比例日趋合理。随着生态经济的发展，农田养分来源结构不断发生变化，

有机肥特别是还田秸秆所占比例有逐渐增加的趋势，由 1985 年的 22.7%扩大到 2014 年的 35.9%，其中秸秆所占比由无扩大到 20.6%，逐渐向有机无机相结合的方向发展。人畜粪尿和作物秸秆是重要有机肥源，充分利用这部分有机肥资源，可起到培肥地力、改善土壤结构、提高土壤碳库储量的作用，对节约化肥和能源、实现养分的循环利用和保护生态环境具有十分重要的意义。

2.1.2 农田养分输出

农田生态系统养分的输出由作物吸收的养分和各种途径损失的养分构成。作物吸收的养分是指作物经济产量部分和秸秆部分吸收的养分，由作物总产量与作物养分浓度相乘获得。在南皮农田养分输出中以作物吸收为主(表 3)，作物吸收输出农田养分占总输出量的 80%以上，受种植业结构的影响，其中以小麦、玉米输出占作物(小麦–玉米、其他粮油作物和棉花)总输出的主要份额(51.3%~72.6%)，占总输出养分的 42.7%~59.5%；其次为棉花，棉花吸收养分占作物总吸收养分的 14.7%~26.8%，占总输出养分的 11.8%~22.3%。随着作物产量的不断提升，作物吸收养分的数量不断增加，1985 年至 2014 年作物输出养分量由 7 569 t 上升到 16 225 t，相对增加 114.4%。1985 年农作物吸收 N、P、K 养分的数量分别为 4 649 t、785 t 和 2 135 t，N、P 分别占其总输入量的 56.1%和 78.8%，即养分投入足以满足作物生长的需求；而 K 素的作物吸收占投入的 150.4%，表明投入远远不能满足作物生长对养分的需求，只可满足作物需求钾素的 50%，仍有一半需要从土壤中汲取。进入 21 世纪后，农作物对 N、P、K 养分的吸收量分别为 7 540~10 040 t、1 352~1 758 t 和 3 579~4 427 t，分别占其总输入量的 49.8%~67.9%、60.4%~65.5%和 61.3%~74.9%，这表明除了 N、P 投入能满足作物吸收外，K 的投入也能达到作物吸收的需求。

除作物吸收携出养分外，还有一定数量的养分通过各种途径损失。农田养分损失以肥料损失率和肥料施用量为基础获得，在北方平原区只考虑 N 素损失，PK 损失忽略不计。表 3 表明，N 素损失是一重要养分输出项，占养分总输出的 20.7%~29.3%，其中化肥 N 素损失占 N 素总损失量的 15.8%~17.8%，粪肥 N 素损失占 4.9%~12.6%。N 素损失占养分输入的 17.7%~20.6%，这说明每年输入农田的氮素有 17.7%~20.6%通过氨挥发、硝化–反硝化和硝态氮淋失等途径输出农田系统而不能再被作物吸收利用。

表 3 1985 年、2000 年和 2014 年南皮县农田生态系统养分输出

Table 3 Nutrients output of farmland ecosystem in Nanpi County in 1985, 2000 and 2014 t

养分输出 Nutrient output	1985				2000				2014			
	N	P	K	总量 Total	N	P	K	总量 Total	N	P	K	总量 Total
小麦–玉米收获 Wheat-maize harvest	2 368	505	1 011	3 884	5 308	1 101	2 642	9 051	6 648	1 415	3 147	11 210
其他粮油蔬作物收获 Other crops harvest	979	112	567	1 658	1 055	99	433	1 587	1 242	66	359	1 667
棉花收获 Cotton harvest	1 302	168	557	2 027	1 177	152	504	1 833	2 150	277	921	3 348
化肥 N 损失 Fertilizer N loss	1 098			1 098	1 771			1 771	1 999			1 999
粪肥 N 损失 Manure N loss	426			426	1 347			1 347	622			622
合计 Total	6 173	785	2 135	9 093	10 658	1 352	3 579	15 589	12 661	1 758	4 427	18 846

随着养分投入的逐年增加，作物产量不断提升，农田养分消耗也随之增加。2014 年养分输出比 1985 年增加 107.3%，比 2000 年增加 20.9%；N、P、K 各项养分输出比 1985 年分别增加 105.1%、123.9%、107.4%，比 2000 年增加 18.8%、30.0%、23.7%。与 1985 年相比，2014 年农田养分输出的大幅度提升主要源于作物产量的飞跃式提高引起的养分吸收的大量增加。从 N、P、K 各养分输出比较来看，以 N 的输出最大，3 个时段平均占总输出的 67.2%~68.4%，其次是 K，占 23.0%~23.5%，P 仅占 8.6%~9.3%。这一结果与华北地区不同尺度上的研究结果均很接近，如河北栾城县县域氮磷钾输出比为[16]N 67%、K 22%、P 11%，河北省省域[21]N 69.0%、K 22.8%、P 8.2%，华北地区[20]N 62.6%、K 29.1%、P 8.3%。

2.1.3 农田养分循环与平衡特征

保持农田生态系统养分循环再利用对保持地力有一定的作用，但不能从根本上消除土壤养分的收支赤字。从表 4 可知，1985 年养分输入输出量比较小，系统内循环量小，养分循环率比较低，农田养分内循环靠外部投入维持。2000 年以后，由于南皮县畜牧养殖业的飞速发展，畜禽粪尿生产量显著提高，此外，秸秆还田措施不断普及，有机养分归还

量不断增加(表 2), 输出外部的 NPK 养分总量逐渐减少, 内循环量和内循环率呈上升趋势(表 4)。与 1985 年相比, 2014 年 N 素的内循环率由 1.7%增长为 14.9%, NPK 养分总循环率由 2.4%增长到 22.8%, 分别增长了 7.8 倍和 8.7 倍。但是, 与其他以小麦–玉米轮作为主的种植体系相比其内循环率显著偏低[16], 其系统养分循环属开放式, 究其原因, 主要由于南皮县种植业结构较为复杂, 棉花、小杂粮等秸秆不还田作物所占比例较大, 通过秸秆归还农田的养分较少。

表 4　1985 年、2000 年和 2014 年南皮县农田养分循环变化
Table 4　Nutrient cycling of farmland ecosystem in Nanpi County in 1985, 2000 and 2014

项目 Item	1985		2000		2014	
	N	NPK	N	NPK	N	NPK
总输入量 Total input (kg·hm^{-2})	174	225	338	518	336	531
外部输入量 External input (kg·hm^{-2})	92	112	158	215	181	274
总支出量 Total output (kg·hm^{-2})	130	191	238	348	288	428
输出外部量 Output from farmland (kg·hm^{-2})	128	187	209	288	245	331
参与循环量 Internal cycling (kg·hm^{-2})	2	4	29	60	43	97
循环率 Cycling rate (%)1)	1.7	2.4	12.1	17.3	14.9	22.8

1)循环率为参与循环量占总支出量的百分比。Cycling rate is the percentage of the amount of internal cycling to the total output.

表 5 显示了南皮县 1985—2014 年农田养分表观平衡状况。结果表明, 除 1985 年 K 素平衡存在赤字外, 其他时段 N、P、K 均为盈余, 平衡率分别为 16.8%~41.9%、26.9%~65.5%、–33.5%~63.1%。PK 在农田生态系统的迁移循环过程十分简单, 远不如 N 素那么活跃和难以控制, 在北方平原区 PK 不易产生任何非生产性损失, 维持其合理的盈余有利于扩大土壤磷钾有效库, 提高土壤供应能力。因此, 在不存在水土流失的北方平原区旱作或水浇地农田, 允许 PK 存在较大盈余, 鼓励储备性施用。而 N 素则不同, 倘若管理不当, 极易引起损失, 通常认为, N 素盈余率超过 20%即可引起 N 素对环境的潜在威胁[20,22]。由表 5 的表观平衡率不难看出, 自 1985 年以来, 农田养分中 N 素始终有盈余, 3 个时段 N 素盈余率依次为 34.2%、41.9%和 16.8%, 尽管到 2014 年 N 素盈余有所下降, 但仍与临界值很接近, 存在较大的环境风险。

在对 N 素盈余状况进行评价时, 不应只简单考虑 N 素的总投入, 应考虑有机肥料 N 的有效性问题[20], 以正确评价 N 素的盈亏状况并防止夸大 N 素投入的环境风险。一般有机肥 N 的当季有效性只有化肥 N 的 30%左右[23], 若按此计算农田有效氮的平衡, 1985—2014 年 N 素盈余呈逐渐减少趋势, 3 个时段有效 N 素盈亏率依次为 18.1%、6.5%和–7.8%, 至 2014 年出现了轻度亏缺, 与李书田等[20]对华北地区农田 N 素平衡估算结果基本接近。

与氮肥不同, 磷肥后效很高, 累积率可达 80%以上[24], 盈余的累积 P 在土壤中能提高 P 的供应潜力。2014 年南皮县 P 素盈余 35.7%, 盈余 P 量为 21.0 kg·hm^{-2}, 相当于表层土壤全磷(P)增加 9.3 mg·kg^{-1}。按照 6%进入有效磷[25], 则相当于增加土壤有效磷(P) 0.56 mg·kg^{-1}, 倘若按照这一盈余量, 再过 20 年, 南皮土壤有效磷含量将增加 11.2 mg·kg^{-1}, 增长速度较为缓慢, 短期内不会对环境构成威胁。磷肥投入过量在某种程度上对培育地力、提高土壤 P 库供肥能力是有益的。

表 5　1985 年、2000 年和 2014 年南皮县农田养分平衡
Table 5　Balance of nutrients of farmland ecosystem in Nanpi County in 1985, 2000 and 2014

项目 Item	1985				2000				2014			
	N	P	K	NPK	N	P	K	NPK	N	P	K	NPK
总输入 Total input (t)	8 285	996	1 420	10 701	15 127	2 237	5 837	23 201	14 789	2 683	5 914	23 386
总支出 Total output (t)	6 173	785	2 135	9 093	10 658	1 352	3 579	15 589	12 661	1 758	4 427	18 846
表观平衡率 Balance (%)	34.2	26.9	–33.5	17.7	41.9	65.5	63.1	48.8	16.8	52.6	33.6	24.1

2.2　农田养分平衡评价

农田养分平衡出现赤字或盈余并不一定不合理, 达到 100%平衡(平衡率为 0)也不一定就是理想目标。通过对实际养分平衡率与允许养分平衡盈亏率进行比较, 可了解农田养分平衡状况, 对其做出正确评价, 为农田管理措施调整提供依据。参照鲁如坤等[10–11]农田养分平衡的评价方法, 对南皮县域、渤海粮仓科技示范工程项目位于南皮县的示范区及周边农户农田养分平衡状况进行分析。

所谓养分允许平衡盈亏率是指在当地条件下养分平衡的计算结果, 虽有亏缺或盈余也是允许的, 这意味着养分亏缺时并不会影响作物产量, 盈余时也不会造成养分浪费。其计算公式为:

$$B\%=[(1-S)/E-1]\times 100 \quad (1)$$

式中: $B\%$为某养分允许平衡盈亏率; E为某养分肥料利用率, 用相对值表示; S 为土壤养分贡献率, 相当于某养分增产率的倒数。

基于多点的试验结果, 南皮县氮、磷、钾肥平均增产率分别为 38.6%、38.3%和 11.0%, 氮、磷、钾肥利用率根据文献[8,16]分别按 30%、15%和 55%计, 据此计算出农田养分的允许平衡盈亏率(表 6)。从养分平衡允许盈亏率来看, 南皮县 N、K 收支中允许有一定量亏缺发生, K 允许赤字达 82.0%, 即在 K 素有 82%的赤字情况下并不影响作物产量; N 仅允许 8.2%的亏缺, 这表明, 尽管 N 素收支中允许有赤字发生, 但其肥料养分仍存在一定的增产趋势, 部分 N 素供应来源于土壤, 但土壤已无能力承受较大的平衡赤字, 建议在施肥时应保持 N 素的基本平衡, 即无赤字平衡, 以防土壤肥力下降; 这一区域 P 素增产效果明显, 其允许平衡盈亏率为 82.0%, 这表明 P 素平衡中有 82%的盈余是允许的, 也是必要的, 即在 P 素平衡中须有大量盈余方可满足作物生长需求而不至于过多耗竭土壤 P 库。

为了从不同尺度层面研究南皮县农田养分平衡, 在示范区及其周边多个村中选择有代表性的农户, 了解其投入产出情况, 计算其养分平衡率后发现, 示范区 NPK 平衡状况与允许平衡盈亏率最为接近, 养分管理较为合理。周边农户养分平衡状况参差不齐, 表现为施 N 过量, 部分农户磷肥施用不足。县域尺度上, N、P、K 均表现为盈余状态, 与允许平衡盈亏率比较, 磷肥投入尚存在不足的问题。按农田 N 素平衡率超过 20%就会对环境造成潜在威胁的说法[20], 南皮县 N 素盈余率均在 16.8%以上, 接近平衡率安全阈值, 说明 N 素施肥量已有可能对该县生态环境构成潜在威胁, 因此, 在今后的农业生产中, 需适度控制氮肥用量, 通过改进施肥技术实现减量增效。全县平均和多数调查农户 P 素平衡率低于允许 P 素平衡盈亏率, 说明在 P 素管理中需增加磷肥用量, 以确保作物生长需求与维持和提高土壤供 P 能力; 比较 K 素允许平衡盈亏率和实际平衡率可知, 南皮县 K 素不亏缺, 在秸秆还田情况下可根据作物携出量进行平衡补 K。

表 6 2014 年南皮县农田养分平衡和允许盈亏率

Table 6 Nutrient balance rates and allowable balance rates of farmland ecosystem in Nanpi County in 2014 %

项目 Item	N	P	K
农户实际平衡率 Actual balance rate in farmland of peasant household	28.8~62.3	42.0~154.6	–57.3~25.2
示范区实际平衡率 Actual balance rate in farmland of the experimental area	20.7	183.0	–0.7
全县实际平衡率 Actual balance rate in farmland of Nanpi County	16.8	52.6	33.6
允许平衡盈亏率 Allowable balance rate	–8.2	83.6	–82.0

各层次实际平衡率=(该层养分输入–该层次养分输出)/该层次输出×100%。Actual balance rate =(input – output) / output × 100%.

2.3 农田养分平衡对耕层土壤养分变化趋势的影响

农田NPK的盈亏量决定了土壤养分的变化方向及变化程度, 在现代农业养分管理中不应仅以作物增产和盈利为目标, 应在充分满足作物对养分的需求和有利于土壤养分库维护的同时, 避免土壤中过剩养分进入环境而导致环境污染。了解土壤肥力的变化规律可为合理利用土壤养分资源和科学施肥提供依据。

2.3.1 有机质、全氮变化

土壤有机质是土壤养分的储藏库, 其含量是估算土壤C储量、评价土壤肥力和质量的重要参数; 全氮含量高低是土壤库潜在供 N 能力的表征, 也是评价土壤肥力的重要指标; 有机质和全氮动态变化直接影响土壤肥力特性。从表 7 可见, 与第 2 次土壤普查时相比, 全县土壤有机质和全氮含量普遍增加, 有机质平均由 1981 年的 8.62 $g\cdot kg^{-1}$ 上升到 2015 年的 14.0 $g\cdot kg^{-1}$, 相对上升了 62.4%, 年均递增率为 1.44%; 土壤全氮全县平均增加了 0.366 $g\cdot kg^{-1}$, 相对增幅 67.5%, 年递增率为 1.53%。土壤有机质和全氮变化等级属增加明显范畴(土壤养分含量增加 5%以上)。自 20 世纪 80 年代以来, 随着国民经济的发展, 农村养殖业不断壮大, 为农业种植提供了大量粪肥, 是有机质和全氮增加的重要原因之一; 此外, 20 世纪 90 年代后期开始推行秸秆还田措施, 是土壤有机质提升的另一重要原因。

全县 9 个乡镇土壤有机质和全氮含量差异较大, 存在明显的空间变异性。因各乡镇经济状况和农业生产条件的不同, 农田养分输入存在较大差异, 导致三十多年间不同乡镇土壤养分变化程度有所不同。土壤有机质和全氮上升幅度均以南皮镇最大, 分别为 7.34 $g\cdot kg^{-1}$ 和 0.51 $g\cdot kg^{-1}$; 增幅最低的为鲍官屯镇, 仅分别为 3.92 $g\cdot kg^{-1}$ 和 0.16 $g\cdot kg^{-1}$。南皮镇

作为县政府所在地，经济状况在全县相对较为发达，据南皮县国民经济统计资料显示，其化肥纯养分投入量(平均每年 429 kg·hm^{-2})和单位耕地面积上容纳畜禽量(表征粪肥养分投入能力)均居全县之首，是导致该镇土壤有机质和全氮增幅最大的主要原因；在种植结构上，南皮镇以小麦、玉米一年两熟为主，小麦–玉米播种面积占该镇总播种面积的 82%，大量还田秸秆亦是土壤有机质和全氮提升的另一重要原因。而鲍官屯镇位于南皮县的最东部，历史上土壤盐碱较为严重，属于盐碱低产区，其农业生产条件较差，养分投入相对较低，其化肥纯养分投入每年仅为 325 kg·hm^{-2}，是导致该镇土壤养分增幅偏低的主要原因之一；在种植结构上，该镇棉花和谷子等小杂粮种植面积所占比例较高，小麦–玉米种植面积相对较少，只占总播种面积的 52%，在当前农业生产状况下，可实行秸秆还田的作物只有小麦和玉米，其他作物秸秆全部移出农田，因此，该镇可还田秸秆资源远低于其他乡镇，是该镇土壤有机质和全氮增幅较低的另一原因。

表 7　南皮县各乡镇耕层土壤养分含量及变化(1981—2015 年)

Table 7　Changes of soil nutrients in cultivated horizon of different townships in Nanpi County from 1981 to 2015

乡镇 Township	有机质 Organic matter (g·kg^{-1})			全氮 Total N (g·kg^{-1})			碱解氮 Available N (mg·kg^{-1})			有效磷 Available P [mg(P)·kg^{-1}]			有效钾 Available K [mg(K)·kg^{-1}]		
	1981	2015	±	1981	2015	±	1981	2015	±	1981	2015	±	1981	2015	±
鲍官屯镇 Baoguantun	8.28	12.2	3.92	0.620	0.780	0.160	79.4	63.7	–15.7	1.4	14.6	13.2	104.8	137.9	33.1
大浪淀乡 Dalangdian	8.88	13.7	4.82	0.582	0.903	0.321	71.6	64.9	–6.7	2.0	17.1	15.1	154.4	161.2	6.8
冯家口镇 Fengjiakou	9.31	14.8	5.49	0.508	0.980	0.472	82.0	73.7	–8.3	1.7	18.1	16.4	185.3	176.5	–8.8
刘八里乡 Liubali	9.57	15.7	6.13	0.542	0.953	0.411	74.4	77.2	2.8	2.7	18.4	15.7	119.0	150.0	31.0
南皮镇 Nanpi	8.86	16.2	7.34	0.529	1.039	0.510	68.2	82.5	14.3	2.7	20.5	17.8	140.0	153.1	13.1
王寺镇 Wangsi	8.33	13.0	4.67	0.581	0.860	0.279	64.8	67.3	2.5	1.6	16.5	14.9	197.2	145.5	–51.7
乌马营镇 Wumaying	8.57	15.1	6.53	0.490	0.977	0.487	61.7	73.0	11.3	2.0	17.2	15.2	81.9	161.9	80.0
潞灌乡 Luguan	8.06	12.1	4.04	0.526	0.846	0.320	58.8	67.7	8.9	2.1	31.7	29.6	167.1	126.7	–40.4
寨子镇 Zhaizi	7.87	12.9	5.03	0.485	0.867	0.382	74.3	76.1	1.8	1.7	32.9	31.2	111.5	110.3	–1.2
均值 Mean	8.62	14.0	5.38	0.542	0.908	0.366	70.5	71.8	1.3	2.0	20.8	18.8	141.0	147.0	6.0

2.3.2　有效养分变化

土壤有效养分可反映近期内养分供应情况，是土壤养分供应水平的重要指标，可作为指导合理施肥的依据[11]。由表7可知，土壤碱解氮、有效磷和有效钾全县均值均呈上升趋势，但各乡镇之间变化趋势不尽相同。34年间土壤碱解氮全县平均增加1.3 mg·kg^{-1}，相对增幅为1.8%，变化等级属不变范畴(土壤养分含量变化在–5%~5%)。各乡镇间土壤碱解氮变化方向和程度不同，其中处于东部和北部的鲍官屯镇、大浪淀乡和冯家口镇属减少范畴，下降幅度为–9.4%~–19.8%；刘八里乡、王寺镇和寨子镇略有增加，属不变范畴，变化幅度为2.4%~3.9%；南皮镇、乌马营镇和潞灌乡属增加范畴，增加幅度为15.1%~21.0%。有效磷变化最为显著，各乡镇均呈增加趋势，全县平均增加18.8 mg·kg^{-1}，2015年土壤有效磷含量较1981年增加9.4倍，年递增率为7.1%。有效钾全县平均增加6.0 mg·kg^{-1}，增幅仅为4.3%，变化等级属不变范畴；各乡镇间变化方向和程度存在较大差异，9个乡镇中变化等级有4个属增加范畴、3个属不变范畴、2个属减少范畴。

土壤NPK养分的变化方向和程度决定于农田养分平衡及其消长。20世纪80年代以来，南皮县N、P均处于盈余状态(表4)，是土壤有机质、全氮和有效磷增加显著的主要原因。20世纪80年代，由于受到北方土壤不缺K观念的影响，农民普遍不重视钾肥施用，南皮县土壤K素平衡处于亏缺状态，进入21世纪后，K素逐渐转为盈余。

农田养分循环与收支平衡直接影响着土壤养分库的消长[11]。自 1985 年以来，由于农事活动全县 NPK 的总投入大于总支出，土壤库 N 素、P 素和 K 素处于盈余状态，土壤有机质、全氮和全磷含量明显上升，尤其是 P 的增加的幅度极大(超 9 倍)，提示近年来含磷化肥和粪肥施入量存在大量盈余。随着粮食产量逐年提高，养分消耗水平不断增加，农田土壤碱解氮和有效钾全县平均处于略增状态，各乡增减态势不一，有增有减。土壤碱解氮变化范围为–15.7~14.3 mg·kg^{-1}，主要与近年来农田养分投入中有效 N 素盈余不足有关(2000 年和 2014 年有效 N 素平衡率分别为 9.4%和–5.3%)。土壤有效钾含量从 1981—2015 年相对增加不足 5%。尽管允许平衡盈

亏率中允许 K 素有 82%的亏缺，但土壤有效钾含量的变化趋势表明，如果 K 素投入过少，势必依靠耗竭土壤 K 库来维持相应的生产力，土壤 K 素将出现亏缺，土壤自身调节功能将减弱，在一定程度上会限制农田生产力的继续提高，所以在实施秸秆还田措施的同时，还应重视适量化学钾肥的施用。

总体看来，与1981年相比，全县农田土壤均有不同程度的上升，按照全国第2次土壤普查办公室(1979年)拟订的丰缺指标，南皮县农田土壤有机质和全氮含量等级由极低或低提升到中等，有效磷由中等提升到了高或极高，碱解氮、有效钾等级变化不明显。

2.4 耕层土壤养分空间分布格局与管理对策

培育农田土壤肥力是保证粮食安全的基础。了解土壤肥力现状、变化规律及空间分布格局，对充分利用土壤潜力、制定合理养分管理方案、进一步培肥地力并实现作物高产稳产、资源高效和生态环境的可持续发展具有重要意义。

2.4.1 耕层土壤养分空间分布格局

将2015年样点数据依据国家及省地级土壤普查分级标准，用反距离权重法(IDW)插值获得县域5种养分属性含量分布图，以便直观展示耕层土壤养分空间格局状况(图2和表8)。

目前全县主要土壤养分总体含量不太高，土壤肥力水平在中等水平，土壤有机质、全氮、碱解氮、有效磷、有效钾变幅依次为4.89~24.60 g·kg^{-1}、0.42~1.48 g·kg^{-1}、25.2~121.0 mg·kg^{-1}、1.2~65.6 mg·kg^{-1}、73~533 mg·kg^{-1}。从其变异性来看，土壤有机质、全氮、碱解氮变异系数分别为24.1%、23.0%和25.4%，属于中等变异程度；有效钾和有效磷变异系数分别为40.8%和66.8%，接近强变异性(表8)。除碱解氮外，土壤速效性养分较全量养分含量的变化幅度大。导致土壤养分含量发生变异的原因主要与土壤养分元素在土壤中的化学行为及肥料施用状况、耕作等田间管理措施有关。可以推断，多年来小规模分散经营体制下，各农户的N素投入量差异不十分明显。从各乡镇的养分变异程度来看，以刘八里乡和寨子镇各养分的变异程度较小，表明这两个乡镇的土壤养分含量相对比较均匀。

表 8 2015 年南皮县耕层土壤养分描述性统计

Table 8 Descriptive statistics of nutrients contents in cultivated horizon of different townships in Nanpi County in 2015

乡镇 Township	有机质 Organic matter		全氮 Total N		碱解氮 Available N		有效磷 Available P		有效钾 Available K	
	变幅 Range (g·kg^{-1})	变异系数 CV (%)	变幅 Range (g·kg^{-1})	变异系数 CV (%)	变幅 Range (mg·kg^{-1})	变异系数 CV (%)	变幅 Range [mg(P)·kg^{-1}]	变异系数 CV (%)	变幅 Range [mg(K)·kg^{-1}]	变异系数 CV (%)
鲍官屯镇 Baoguantun	8.65~17.59	18.7	0.531~1.182	19.3	33.7~85.2	21.6	1.2~60.6	81.0	93~338	37.2
大浪淀乡 Dalangdian	4.89~19.99	27.6	0.420~1.318	24.8	25.2~98.8	29.5	3.5~49.0	63.7	73~265	33.2
冯家口镇 Fengjiakou	8.12~24.60	27.3	0.501~1.484	25.3	38.8~119.7	30.5	1.4~62.4	73.2	105~452	39.7
刘八里乡 Liubali	10.59~20.27	18.1	0.585~1.321	22.8	46.8~114.6	25.3	7.1~37.9	39.6	121~241	25.5
南皮镇 Nanpi	10.74~23.13	19.5	0.689~1.475	19.7	45.1~121.0	24.0	6.7~61.6	64.5	100~483	50.9
王寺镇 Wangsi	9.30~19.38	17.5	0.558~1.266	19.3	41.5~107.1	23.8	2.8~44.5	58.7	78~318	36.0
乌马营镇 Wumaying	10.54~21.56	19.6	0.667~1.293	19.4	42.4~107.1	21.3	2.4~46.0	58.2	93~533	44.2
潞灌乡 Luguan	6.71~18.86	28.6	0.476~1.212	26.6	35.3~100.7	26.6	4.2~65.6	64.5	83~260	29.8
寨子镇 Zhaizi	6.13~16.99	20.0	0.583~1.157	16.5	25.4~93.6	18.8	9.2~61.8	41.8	81~258	30.9
全县 Total	4.89~24.60	24.1	0.420~1.484	23.0	25.2~121.0	25.4	1.2~65.6	66.8	73~533	40.8

从南皮县耕层土壤养分含量空间分布(图 2)不难看出，南皮县土壤养分含量分布呈连片分布状态，对于实施养分的分区管理较为有利。以南皮镇和刘八里乡为中心，与其接壤的冯家口镇和大浪淀乡的南部、乌马营镇的北部土壤养分含量较高，按照第 2 次土壤普查养分分级标准，土壤有机质、全氮、碱解氮均处于中等偏上水平(4-1 级)，有效磷和有效钾属于极高或高等级(1~2 级)，属于地力水平较高区域；冯家口镇和大浪淀乡的北部、乌马营南部、王寺镇、鲍官屯镇土壤养分含量相对较低，土壤有机质、全氮、碱解氮均处于中等偏下水平(4-2 级)，有效磷和有效钾属于极高或高等级(1~2 级)，属于地力水平较低区域；位于南皮县东南部的寨子镇和潞灌乡土壤有机质、全氮、碱解氮均处于中等偏下水平(4-2 级)，

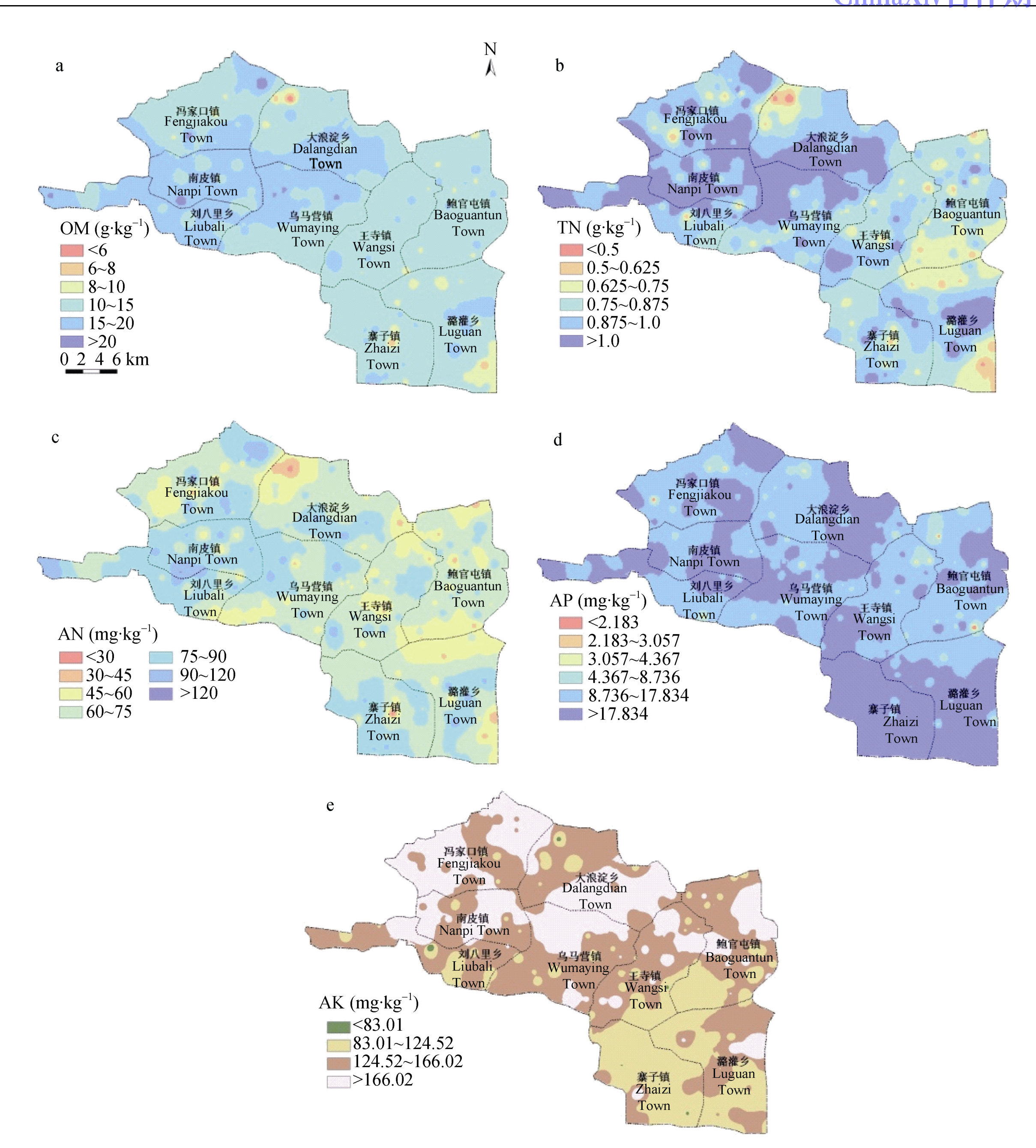


图 2　2015 年南皮县耕层土壤主要养分含量空间分布

Fig. 2　Spatial distribution of soil nutrients contents of cultivated horizon in Nanpi County in 2015

a: 有机质; b: 全氮; c: 碱解氮; d: 有效磷; e: 有效钾。a: organic matter; b: total N; c: available N; d: available P; e: available K.

土壤有效磷含量水平极高, 90%以上的田块土壤有效磷含量处于高和极高水平, 与其他乡镇相比, 这一区域土壤有效钾则略显不足, 处于中等偏下水平。历史上这一区域在南皮县属于脱盐高产区, 农民在生产中只注重氮磷肥的施用, 钾肥投入偏少, 致使这一区域土壤 K 库存不断下降。

2.4.2　南皮县养分管理对策

1)充分挖掘利用畜牧养殖业有机肥源, 大力推广秸秆直接还田技术, 发挥有机肥替代作用, 实行有机无机相结合的培肥措施。

南皮县畜牧养殖业发达, 应充分利用畜牧业生产的畜禽粪尿, 将其肥料资源化, 发挥有机养分增产培肥潜力并降低畜牧业环境污染风险。在农村经营模式逐渐由一家一户小规模种植向农村合作或家庭农场大规模种植模式转变的今天, 应大力推广秸秆机械化直接还田技术, 科学合理地充分利用当地秸秆资源, 以补充、更新和提高土壤有机质, 较好地实现生物肥源的循环再利用, 发挥有机肥替代作用, 实现有机无机肥料的配合施用。根据本区耕种习惯, 夏收时, 小麦秸秆实施表层覆盖, 以达到保墒节水

作用；秋收时，玉米秸秆粉碎还田。实施秸秆还田时需配套少免耕、深耕–深松相结合的耕作措施，以扩增耕层深度、改善耕层土壤结构、促进土壤团聚化、实现土壤养分扩蓄增容、培肥全耕层特别是亚耕层土壤、提升土壤水分养分对作物的有效性，实现水肥在耕作层的有效时空耦合。

在实施秸秆直接还田技术时要注意做好土壤管理和合理施肥，在原配方施肥基础上要适当增加氮肥，以调节碳氮比，使之达到土壤微生物活动及繁殖适宜范围 25∶1 左右，以免出现微生物与作物争 N 现象。我国一些研究结果认为[14]，麦秸直接还田时需补加 N 素 0.6%~2.0%，玉米秸秆还田需补加 N 素 1.7%~2.0%。但应注意，在农业生产中不可过量施 N，以免造成经济上的浪费和由于氮肥损失而造成的环境污染。

2)合理施用化肥，氮肥管理推行实时诊断与推荐施肥技术，磷钾肥实施恒量监控储备施用技术；施肥技术上推行肥料分层深施全耕层培肥技术，提高肥料利用率。

基于南皮县土壤养分含量现状及其分布格局，农田养分管理应实施分区管理，以南皮镇为中心的高肥区建议在施肥时应保持养分的基本平衡，即无赤字平衡，以防止土壤肥力下降，同时减控 N 素流向环境、稳定土壤 P 库与 K 库。以王寺镇、鲍官屯镇和乌马营镇南部为主的低肥区以快速培肥为目标，实施盈余施肥技术，即养分投入大于支出，N 盈余控制在 20%以内，以防对环境造成危害，P 素盈余可扩大到 80%，K 盈余控制在 20%左右。处于寨子镇和潞灌乡的高 P 低 K 区以培育 K 库、稳定 N 库、控制 P 库为目标，实施稳 N 控 P 增 K 施肥策略。

在 NPK 养分资源管理上，根据其在土壤中的生物化学特性，实施不同管理策略。由于 N 素资源具有来源多源性、转化复杂性、去向多向性及其环境危害性，且作物产量和品质对 N 素反应敏感的特征，农田 N 素是养分资源管理的核心，农业生产实践中推行 N 素实时实地精确监控，建议该区域小麦–玉米轮作体系中，小麦底肥采用根层养分调控技术[26]进行推荐施肥，小麦追肥和玉米追肥采用基于作物冠层数字图像技术的 N 素快速诊断[27–28]或植株硝酸盐快速测定的 N 素营养诊断[26]与推荐施肥技术。

土壤 PK 移动性较小，易于在土壤中累积，不断为作物吸收利用，表现出长期的叠加效应。在农田 PK 养分管理中，以保障耕地地力持续提升、作物持续稳产高产，又不造成环境风险或资源浪费为目标。可将 3~5 年作为一个周期进行监测，根据监测结果，采取“提高”、“维持”或“控制”的方法调控管理策略及相应施肥推荐[29–30]。可采用储备性施磷技术[5]，将 3~5 年用量集中一次施用，每隔 3~5 年施用一次，充分发挥磷肥后效特点，尽可能减少农事活动带来的人力、物力投入。

在肥料结构上，要改变化肥品种单一的状况，重视多元复合肥及微肥的施用，协调 NPK 投人比例，促进土壤养分的均衡、协调发展。在施肥方法上，根据作物、土壤条件合理施用化肥，改变目前氮肥表施的施肥方法，推行分层深施全耕层培肥技术，以减少养分损失。此外应推广测土施肥或配方施肥技术，努力实现农田施肥精准管理，变盲目施肥为科学施肥，提高化肥利用效率。建议在施肥时应保持养分的基本平衡，即无赤字平衡，以防止土壤肥力下降。

南皮县大浪淀、乌马营、王寺、鲍官屯等乡镇依然存在次生盐碱化潜在危害，制约作物产量的提升和耕地质量改善，建议使用石膏和盐碱土壤调理剂等盐碱土改良产品，改良盐碱，降低盐害，同时配合土壤耕作培肥技术，提升土壤有机质，提高土壤对盐害的缓冲能力。

3 结论与讨论

化学氮磷肥是养分输入中的重要内容，人畜粪尿和还田秸秆是 K 素的重要补给源。NPK 养分投入呈持续上升趋势，化肥投入增长速度高于养分其他来源增速。河北省南皮县 1985—2000 年养分投入由 10 701 t 增加至 23 202 t，至 2014 年增至 23 386 t，1985—2000 年养分投入增速高于 2000—2014 年，年递增率分别为 5.29%和 0.06%。输入农田养分的增加主要来源于化肥用量的大幅度提升和畜牧养殖业的飞速发展。1985 年至 2014 年 3 个时段养分投入 N∶P_2O_5∶K_2O 比例依次为 1∶0.27∶0.20、1∶0.33∶0.46 和 1∶0.41∶0.48，PK 所占比例有逐年增加的趋势，养分的投入比逐渐合理。南皮县农田养分的输出以作物吸收为主，占养分总输出量的 80%以上，随着作物产量的不断提升，作物吸收养分的数量不断增加，1985 年至 2014 年作物吸收养分量由 7 569 t 上升到 16 225 t，相对增加 114.4%。从养分平衡的角度看，从 1985 年到 2014 年 NP 始终有大量盈余，盈余率分别为 16.8%~34.2%和 26.9%~65.5%，而 K 素经历了由赤字逐渐向盈余的转变过程，由 1985 年–33.5%赤字发展至 2014 年的 33.6%盈余。

随着农业管理措施的不断改善, 农田养分循环模式不断发生改变。20 世纪 80 年代, 农田养分循环率较低, 系统内养分循环主要靠外部投入来维持; 进入 90 年代后期, 由于秸秆还田措施的不断实施, 内循环量逐渐加大, 养分循环率不断上升, 1985—2014 年 NPK 的循环率由 2.4%增至 22.8%。但总体上, 南皮县养分循环率不高, 应加大有机养分投入, 通过进一步推行秸秆还田措施和有机肥替代技术来提高养分循环效率。

南皮县 2015 年土壤肥力状况较 1981 年发生了较大变化, 土壤有机质、全氮、有效磷含量均有显著增加, 碱解氮和有效钾增长缓慢, 甚至有些田块出现下降趋势。在今后的养分管理中需重视 NK 的平衡施用。34 年间, 尽管 N 素投入有显著性增加, 但土壤有效 N 库并未得到显著改善, 表明当前氮肥施用技术和培肥措施有待进一步改善。由于 N 素在农田生态系统中转化的活跃性和对环境的危害性, 农田 N 素的精准管理仍然是养分管理的核心, 应以实现作物持续高产稳产与环境保护相协调为目标, 以农田 N 素实时实地精确监控为手段, 推行精准变量施肥技术, 最大限度地发挥氮肥的增产效果, 提高 N 素利用效率, 降低环境风险, 实现经济效益和环境效应双赢。此外, 在农田养分管理中, 应根据不同养分资源特性进行区别对待, 对于 PK, 可实行恒量监控、储备施用。

土壤有机质含量水平是土壤肥力高低的一个重要指标, 有机质含量高, 土壤理化性状好, 保墒保肥能力强。由于受到成土母质和气候条件的限制, 尽管在过去的 34 年间南皮县土壤有机质有了显著性提高, 但目前其含量水平仍处于较低水平(4-2 级)。提高土壤有机质含量要经历一个长期过程, 对耕作土壤来说, 培肥的中心环节就是增施各类有机肥。南皮县各类秸秆年产 326 382 t, 秸秆资源丰富, 秸秆还田措施已为广大农民所接受, 是土壤有机质含量增加的主要原因。长期实施秸秆还田能有效改良土壤, 培肥地力, 提高土壤有机质和 NPK 等养分含量, 是实现耕地质量持续提升的重要途径之一[31]。秸秆还田可以有效保持农田生态系统内部物质、能量良性循环, 维持作物持续高产稳产, 减少作物对外部物质、能量的依赖, 形成一个稳定的、自循环程度较高的生产系统, 有利于农业的可持续发展[32]。

致谢　*感谢所有参加 2015 年南皮县土壤采样和分析工作的同事们!*

参考文献 References

[1] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究Ⅰ. 农田养分支出参数[J]. 土壤通报, 1996, 27(4): 145–151
Lu R K, Liu H X, Wen D Z, et al. Study on nutrient cycling and balance of China's typical agri-ecosystem Ⅰ. Output parameter of farmland nutrient[J]. Chinese Journal of Soil Sciences, 1996, 27(4): 145–151

[2] Power J F. Understanding the basics: Understanding the nutrient cycling process[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1994, 49(suppl. 2): 16–23

[3] Drinkwater L E, Snapp S S. Nutrients in agroecosysterms: Rethinking the management paradigm[J]. Advances in Agronomy, 2007, 92(4): 163–186

[4] Maschner P, Rengel Z. Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems[M]. New York: Spring-Verlag, 2007: 1–397

[5] 沈善敏. 中国土壤肥力[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998: 57–64, 71–88
Shen S M. Soil Fertility of China[M]. Beijing: China Agricultural Press, 1988: 57–64, 71–88

[6] 宇万太, 张璐, 殷秀岩, 等. 不同肥力体系对土壤养分收支的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(12): 1571–1574
Yu W T, Zhang L, Yin X Y, et al. Effect of different fertilization systems on soil nutrient budget[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(12): 1571–1574

[7] 孙波, 潘贤章, 王德建, 等. 我国不同区域农田养分平衡对土壤肥力时空演变的影响[J]. 地球科学进展, 2008, 23(11): 1201–1208
Sun B, Pan X Z, Wang D J, et al. Effect of nutrient balance on spatial and temporal change of soil fertility in different agriculture area in China[J]. Advances in Earth Science, 2008, 23(11): 1201–1208

[8] 黄绍文, 金继运, 左余宝, 等. 黄淮海平原玉田县和陵县试区粮田土壤养分平衡现状评价[J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(2): 137–143
Huang S W, Jin J Y, Zuo Y B, et al. Evaluation of agricultural soil nutrient balance for Yutian County and Lingxian experimental area in Huang-Huai-Hai Plain[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2002, 8(2): 137–143

[9] 叶优良. 山东省肥料施用与养分平衡状况研究[J]. 土壤通报, 2006, 37(3): 500–504
Ye Y L. Study on fertilizer application and nutrient balance of Shandong Province[J]. Chinese Journal of Soil Sciences, 2006, 37(3): 500–504

[10] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究Ⅳ. 农田养分平衡的评价方法和原则[J]. 土壤通报, 1996, 27(5): 197–199
Lu R K, Liu H X, Wen D Z, et al. Study on nutrient cycling and balance of China's typical agri-ecosystem Ⅳ. Evaluation method and principle of farmland nutrient balance[J]. Chinese Journal of Soil Sciences, 1996, 27(5): 197–199

[11] 鲁如坤. 土壤植物营养学原理和施肥[M]. 北京: 化学工业出版社, 1998: 1–15
Lu R K. Principles of Soil-plant Nutrition and Fertiliza-

tion[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 1998: 1–15

[12] 杨林章, 孙波. 中国农田生态系统养分循环与平衡及其管理[M]. 北京: 科学出版社, 2008
Yang L Z, Sun B. Chinese Agro-ecosystem Nutrient Cycling and Balance and Its Management [M]. Beijing: Science Press, 2008

[13] 周建民. 农田养分平衡与管理[M]. 南京: 河海大学出版社, 2000: 42–51
Zhou J M. Farmland Nutrient Balance and Management[M]. Nanjing: Hohai University Press, 2000: 42–51

[14] 全国农业技术推广服务中心. 中国有机肥料资源[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999: 121–139
National Agro-Tech Extension and Service Center (NATESC). Organic Fertilizer Resources in China[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1999: 121–139

[15] 钱承梁, 鲁如坤. 农田养分再循环Ⅲ. 粪肥的氨挥发[J]. 土壤, 1994(4): 169–174
Qian C L, Lu R K. Nutrient recycling of farmland Ⅲ. NH_3 emission in manure[J]. Soils, 1994(4): 169–174

[16] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1999: 556–561
Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Soil Physical and Chemical Analysis[M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1999: 556–561

[17] 张玉铭, 胡春胜, 毛任钊, 等. 华北太行山前平原农田生态系统中氮、磷、钾循环与平衡研究[J]. 应用生态学报, 2003, 14(11): 1863–1867
Zhang Y M, Hu C S, Mao R Z, et al. Nitrogen, phosphorus and potassium cycling and balance in farmland ecosystem at the piedmont of Taihang[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(11): 1863–1867

[18] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992
Zhu Z L, Wen Q X. Soil Nitrogen of China[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992

[19] 徐仁扣. 我国降水中的 NH_4^+及其在土壤酸化中的作用[J]. 农业环境保护, 1996, 15(3): 139–140
Xu R K. NH_4^+ in Chinese precipitation and its' role in soil acidification[J]. Agro-environmental Protection, 1996, 15(3): 139–140

[20] 李书田, 金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学, 2011, 44(20): 4207–4229
Li S T, Jin J Y. Input and output of farmland nutrient and its balance in different region[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011,44(20): 4207–4229

[21] 刘朝阳, 段英华, 杨莉, 等. 河北省农田土壤养分平衡现状研究[J]. 中国农学通报, 2014, 30(9): 170–174
Liu Z Y, Duan Y H, Yang L, et al. Present situation of soil nutrient balance in Hebei Province[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2014, 30(9): 170–174

[22] 鲁如坤, 时正元, 施建平. 我国南方6省农田养分平衡现状评价和动态变化研究[J]. 中国农业科学, 2000, 33(2): 63–67
Lu R K, Shi Z Y, Shi J P. Nutrient balance of agroecosystem in six provinces in Southern China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2000, 33(2): 63–67

[23] Muñoz G R, Kelling K A, Powell J M, et al. Comparison of estimates of first-year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33(2): 719–727

[24] Zhao L, Ma Y, Liang G, et al. Phosphorus efficacy in four Chinese long-term experiments with different soil properties and climate characteristics[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2009, 40(19/20): 3121–3138

[25] 鲁如坤. 土壤磷素水平和水体环境保护[J]. 磷肥与复肥, 2003, 18(1): 4–8
Lu R K. The phosphorus level of soil and environmental protection of water body[J]. Phosphate and Compound Fertilizer, 2003, 18(1): 4–8

[26] 陈新平, 张福锁, 崔振岭, 等. 小麦–玉米轮作体系养分资源综合管理理论与实践[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2006: 53–91
Chen X P, Zhang F S, Cui Z L, et al. Integrated Management Theory and Practice of Nutrient Resources in Wheat-Maize Cropping Rotation System[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2006: 53–91

[27] 张立周, 王殿武, 张玉铭, 等. 数字图像技术在夏玉米氮素营养诊断中的应用[J]. 中国生态农业学报, 2011, 18(6): 1340–1344
Zhang L Z, Wang D W, Zhang Y M, et al. Diagnosis of N nutrient status of corn using digital image processing technique[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 18(6): 1340–1344

[28] 贾良良. 应用数字图像技术与土壤植株测试进行冬小麦氮营养诊断[D]. 北京: 中国农业大学, 2003
Jia L L. Diagnosis of N status of winter wheat using digital image processing and soli-plant testing techniques[D]. Beijing: China Agricultural University, 2003

[29] 王兴仁, 曹一平, 张福锁, 等. 磷肥恒量监控施肥法在农业中的探讨[J]. 植物营养与肥料学报, 1995, 1(3/4): 59–64
Wang X R, Cao Y P, Zhang F S, et al. Feasibility of a fertilization method for keeping constant application rate of phosphorus in the soil[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 1995, 1(3/4): 59–64

[30] 李秋梅. 高肥力土壤上冬小麦–夏玉米轮作中磷钾合理施用的研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2001
Li Q M. Study on reasonable phosphorus and potassium application at high fertility soil in winter wheat and summer maize rotation system[D]. Beijing: China Agricultural University, 2001

[31] 陈芝兰, 张涪平, 蔡晓布, 等. 秸秆还田对西藏中部退化农田土壤微生物的影响[J]. 土壤学报, 2005, 42(2): 696–699
Chen Z L, Zhang F P, Cai X B, et al. Effect of returning straws to field on microbes of degenerated soil in central Tibet[J]. Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(2): 696–699

[32] 孙星, 刘勤, 王德建, 等. 长期秸秆还田对土壤肥力质量的影响[J]. 土壤, 2007, 39(5): 782–786
Sun X, Liu Q, Wang D J, et al. Effect of long-term straw application on soil fertility[J]. Soils, 2007, 39(5): 782–786